

都市環境リスクの評価に関する一考察

1. はじめに
2. リスクとは何か
3. リスクと個人の選好
4. 環境リスクの経済的評価の手法と分類
5. 完全合理性の限界とリスクの経済的評価
6. 都市用水の環境汚染リスク評価
7. おわりに

萩原清子*

要 約

本稿では都市環境リスクを「都市において都市住民に安心・安全、快適、ゆとりをもたらす都市環境に対して望ましくない結果をもたらす可能性」と定義し、都市環境リスクを経済的に評価する手法について考察した。

まず、都市環境リスクをもたらす事象との関係によって不確実性下での個人の選好状態を3つに分けた。すなわち、望ましくない結果をもたらす事象をどの程度把握しているかによって、(1)個人はある事象による影響を受けることがわかっている、(2)個人はある事象による被害内容やその程度がわかっている、(3)個人はある事象による被害内容・程度・生起確率がわかっている、の3つである。ついで、各状態、に対応した個人の選好に関する基本モデルを示した。

さらに、基本モデルに基づく実際の評価手法をデータの種類として(1)顕示選好データか、(2)表明選好データか、および、(1)直接的手法か、(2)間接的手法かに分けて評価手法の分類を行った。特に、従来から提案されている完全合理性に基づく手法ばかりでなくこの仮定がなくても成立する手法として一般選好指標モデル手法を示した。

最後に、都市用水利用における水環境汚染リスクを例として、都市環境汚染リスクの経済的評価を従来型手法と一般選好指標モデル法により行った。

1. はじめに

「環境リスク」は、人の生命の安全や健康、資産ならびにその環境に望ましくない結果をもたらす可能性(池田他、1993)とみなされ、1980年代

から米国を中心に本格的に環境リスクに関する研究が行われている。

一方、わが国では、環境基本計画(1994年に制定)ではじめて「化学物質が環境の保全上の支障を生じさせるおそれ」として「環境リスク」が定義されている。

*東京都立大学大学院都市科学研究科・東京都立大学都市研究所

環境リスクを含むリスクの経済的評価は金融、労働災害、環境悪化による健康被害、などすでに広範囲にわたって研究されている（たとえば、Viscusi et al., 1987参照）。

このようにリスクに関してはさまざまな分野からのアプローチが行われている。しかし、そこでのリスクの定義や個人との関わり、また、個人の置かれている状況などはさまざまである。

したがって、本稿では、都市環境リスクの経済的評価に関連して、リスクの定義、都市環境リスクの捉え方、個人の選好について再考し、都市用水利用におけるリスク評価例を示すこととする。

2. リスクとは何か

2. 1 リスクの定義

リスクはランダムハウスウェブスター辞典によると 'the exposure to the injury or loss; A hazard or dangerous chance' となっている。

つまり、リスクとは何らかの生産物やサービスの購入や使用によりこうむるものであり、この可

能性は購入の結果に対する消費者の主観的評価で捉えられる。ここで、結果は損害および利得の両方を意味しているが、多くの場合、損害がもたら対象とされることが多いようである（Earlet al., 1999）。

この結果の測り方としてはこれまで経済的、社会的、心理的、物理的、等々が考えられてきた。

たとえば、リスク心理学では、リスクを次のようにとらえている（岡本、1992）。

- (1) 危険なことから
- (2) 危険なことがら起こる確率

また、リスク心理学では(1)の意味のリスクの概念は拡大され、「リスクを伴うが利得も大きいもの」の意味で用いられることも多い。また、(2)は「副作用の発生リスク」、「経済的リスク」などのように表現されることもある（岡本、1992）。

また、カナダでは、リスクアナリシスの国家基準が設けられており、「A measures of the probability and severity of adverse effects to health, property, or environment」と定義されている。つまり、「リスク」とは「{何か：A} によって、{健康、財産、あるいは環境：B} に与える {あ

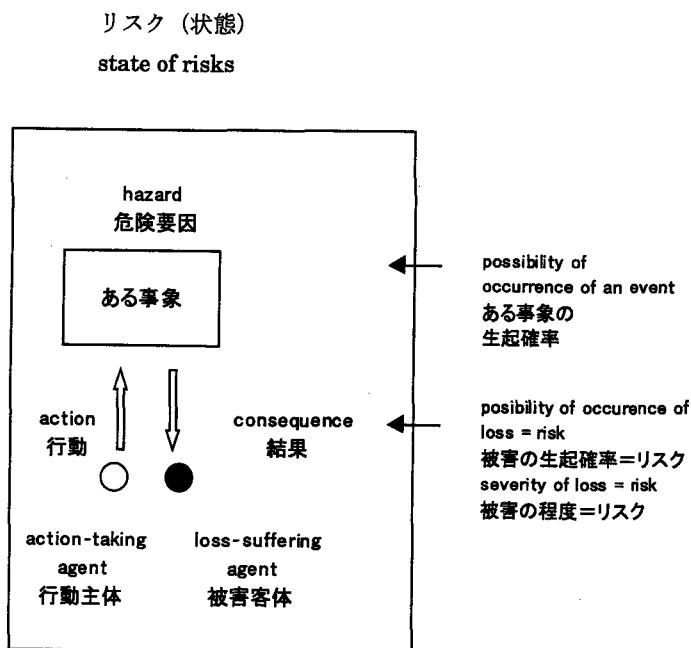


図1 リスクの諸概念（岡田、1985を基に作成）

る逆効果：X} の確率 (p) と重大さ (s) の1つの測度」ということになる (Niels, 1992)。

本稿では、「逆効果」をもたらす「何か」を特に危険なことがらとは呼ばず、単に「ある事象」とみなす。ハザード (危険要因) はある事象に対する対応 (行動) とその結果生じる被害も内包していると考えられる。そして、この被害の程度 (筆者追加) および被害の発生する確率がリスクである。たとえば、ある事象として車の排気ガスによる大気汚染を想定しよう。ある都市での大気汚染は車が少ない場合には汚染とはならない。したがって、大気汚染という事象はある確率で生じる。そして、大気汚染によるリスクは、健康被害の生起確率および健康被害の大きさを表される。図1に以上の概念を示す。

2. 2 都市環境リスク

本稿では、都市環境を都市住民に安心・安全、快適、ゆとりをもたらすものと考え (萩原、1996)、「都市環境リスク」を以下のように定義する。

「都市環境リスク」とは、“都市において上記の安心・安全、快適、ゆとりをもたらす環境に対して望ましくない結果をもたらす可能性”と考える。したがって、都市環境を構成するすべての要素に環境リスクは付随することとなる (図2参照)。

たとえば、水環境汚染リスクを考えてみよう。都市の河川・湖・海などの水環境汚染は、都市住民にとっての憩いの場所を奪い、快適でゆとりのある生活の妨害となる。そして、何よりももっと重要なことは、水源としての水環境汚染は安全で安心な都市用水の供給に影響を与えることとなる。

特に、都市用水利用の観点では、最終の利用者である消費者のもと (水道水利用時) で発生するリスクとしてはつぎのようなものが考えられる。消費者にとっては、利用したいだけの量および質が確保できないということがリスクとなる。すなわち、利用したいときに利用できないという量的なリスク。おいしい水を飲みたいのに飲めないリスク。安心して水を飲みたいのに飲めないというリスク。これらはすべて都市環境における安心・安全、快適、ゆとりを阻害するものである。

3. リスクと個人の選好

3. 1 不確実性下での意思決定

意思決定とは、ある複数の選択肢の中から、1つあるいはいくつかの選択肢を採択することであるとみなすことができる。意思決定は意思決定環境の知識の性質から分類すると、以下の3つに分

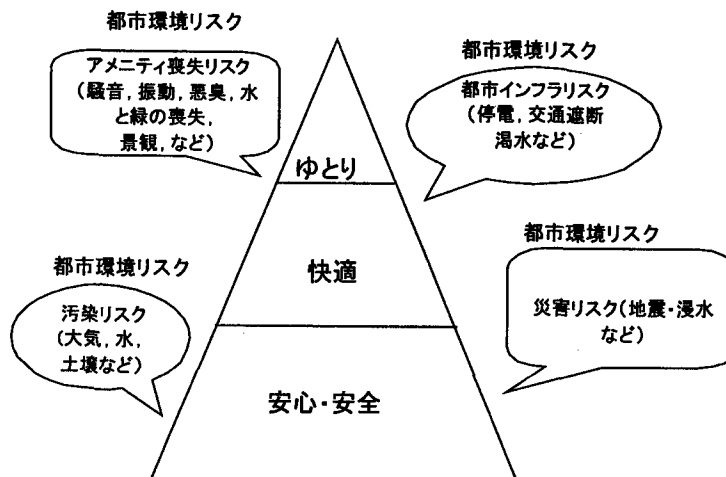


図2 都市環境リスク

けられる(市川、1996)。

(1) 確実性下での意思決定

選択肢を選んだことによる結果が確実に決まってくるような状況での意思決定。ただし、選択肢を採択した結果の範囲を時間的・空間的に大きく考えると、確実性下での意思決定はほとんど存在しないことになる。

(2) リスク下での意思決定

ここでのリスクは選択肢を採択したことによる可能な結果が既知の確率で生じる場合と定義する。このリスクは「測定可能な不確実性」(measurable uncertainty)とみなされる。

(3) (真の)不確実性下での意思決定

ここでいう(真の)不確実性下とは、選択肢を採択したことによる結果の確率が既知でない状況をいう。確率で表現不可能な状況というのは、確率の公理を満たすような数値で不確実性の程度が表現不可能な場合であり、たとえば、数値で表現できないが「たぶん大丈夫だろう」というように言語的には表現可能な場合や、不確実性の程度に関して分からない状況などが考えられる。この不確実性下での意思決定には、そもそもどのような結果が起こりうるかもわかっていない場合がある。とくに、このような状況を積極的に含めて考える場合、無知(ignorance)の状況での意思決定と呼ぶことがある。

上記ではリスク下と不確実性下を明確に分けているが、ナイトに従って(酒井、1998参照)、リスクを「測定可能な不確実性」とよび不確実性を「測定不可能な不確実性」とよび、以下では(2)および(3)をまとめて不確実性下とみることとする、

3. 2 不確実性下での個人の選好

本稿であつかう都市環境リスクは上記の(2)リスク下あるいは(3)不確実性下のどちらで考えられるであろうか。ある事象に関して、個人がどちらの状況下にあるかは、事象によって異なるであろうし、また、情報の役割が非常に大きいであろう。再び図1に基づいて考えてみよう。

個人の選好と‘ある事象’との関連で次のような状態を想定する。

1. 個人は‘ある事象’の影響を受ける。その影響(主として被害)の内容、程度、生起確率については個人の選好においては明示的に意識されていない。
2. ‘ある事象’のもとで個人にとっては被害の内容や程度がわかっている。個人の選好において被害内容や程度は意識されている。
3. ‘ある事象’のもとで個人にとっては被害の内容・程度・生起確率(主観的)がわかっている。

上述の意思決定環境でみれば、1. および2. は不確実性下での意思決定であり、3. はリスク下での意思決定とみなすことができよう。

3. 2. 1 ある事象と個人の選好

ある事象が発生しているとき(この事象の生起確率は家計や企業にとっては外生的である(Hanley et al., 1997参照))個人あるいは生産活動はこの事象によって何らかの影響を受けると仮定する。影響を受ける主体としては家計および企業があるが、以下では家計(個人)のみについて述べる。

個人の効用は集合財 X およびある望ましくない事象 Q からなる効用関数 $U=U(X, Q)$ で表される。

ある望ましくない事象が大きくなれば効用は低下する。すなわち、

$$U_Q \equiv \partial U / \partial Q < 0; \quad U_{QQ} \equiv \partial^2 U / \partial Q^2 > 0$$

個人の意思決定においては、事象 Q は公共財である。したがって、個人の選好は公共財に対するものと同様である。

個人の選好関係は間接効用関数

$$V = V(M, P, Q)$$

で表される。ただし、 M は所得、 P は価格(いずれも一定と仮定する)を表す。

間接効用関数 V は所得とある事象に対して

$$V_M > 0, \quad V_{MM} < 0, \quad V_Q < 0, \quad V_{QQ} < 0$$

を満たす。添字は偏微分を表す。

ここで、ある事象の改善に対しての個人の支払い意思額(WTP)は間接効用関数により、

$$V_0(M - WTP, P, Q_1) = V_0(M, P, Q_2)$$

あるいは、受け取り意思額(WTA)は、

$$V_I(M+WTA, P, Q_2) = V_I(M, P, Q_1)$$

となる。ただし、 V_0 、 V_I は間接効用関数、 M は所得、 P は集合財の価格、 Q_2 は改善前の事象の水準、 Q_1 は改善後の事象の水準である。

なお、企業の場合には効用関数ではなく、生産関数にある望ましくない事象の影響がおよび、生産費用の増大となる。したがって、家計が購入する生産物の価格上昇という形で最終的には家計にその影響が及ぶことになる。

3. 2. 2 被害の程度と個人の選好

被害の程度を考慮すると個人の効用は、集合財 X および被害の程度 A からなる効用関数 $U = U(X, A)$ で表されるものと考えられる。被害の程度が大きくなれば効用は低下する。すなわち、

$$U_A \equiv \partial U / \partial A < 0, \quad U_{AA} \equiv \partial^2 U / \partial A^2 > 0$$

個人の選好関係は間接効用関数

$$V = V(M, P, A)$$

で表される。ただし、 M は所得、 P は価格（いずれも一定と仮定する）を表す。

間接効用関数 V は所得と被害に対して

$$V_M > 0, \quad V_{MM} < 0, \quad V_A < 0, \quad V_{AA} < 0$$

を満たす。添字は偏微分を表す。

ここで、被害の程度の減少に対しての個人の支払い意思額 (WTP) は間接効用関数により、

$$V_0(M - WTP, P, A_1) = V_0(M, P, A_2)$$

あるいは、受け取り意思額 (WTA) は、

$$V_I(M + WTA, P, A_2) = V_I(M, P, A_1)$$

となる。ただし、 V_0 、 V_I は間接効用関数、 M_0 は所得、 P は集合財の価格、 A_2 は減少前の被害の程度、 A_1 は減少後の被害の程度である。

3. 2. 3 被害程度・生起確率と個人選好

次に、個人は被害の内容および生起確率を知っていて、その確率は利用可能な情報により正確なものであるとする。その意味で、不確実性下というよりはリスク下とよべる状況を想定する。生起確率は個人の選好対象として扱う限り、基本的には主観確率を用いることになる。誰の確率を用いるのかについてはさまざまな意見があるが、専門家によるものに信頼性があるともされている

(Freeman, 1993)。

ここでは簡単化のため、被害の程度を一定とし、被害が起こるか起こらないかの2つの状態しかないものとする。すなわち被害の程度 A は確率 π で A^* 、確率 $(1 - \pi)$ で 0 となるとする。

個人の選好関係は先と同様に間接効用関数

$$V = V(M, P, A)$$

で表され、

$$V(M, P, 0) > V(M, P, A^*)$$

を満たす。ただし、 M は所得、 P は価格（いずれも一定と仮定する）を表す。

個人は期待効用を最大化するものとする、以下の最大化問題の解が個人の行動を表すことになる。すなわち、

$$\max E(U) = \pi V(M, A^*) + (1 - \pi) V(M, 0)$$

ただし、簡単化のためこれより以降では価格項 P は省略する。

これより、生起確率の変化に対する事前の限界価値は

$$\frac{dM}{d\pi} = \frac{V(M, 0) - V(M, A^*)}{\pi V_{M^*} + (1 - \pi) V_{M^0}}$$

となる。ただし、 V_{M^*} は $A = A^*$ のときの所得の限界効用である。 π の変化に対する限界的な支払い意思額 (WTP) は所得の限界効用の期待価値で貨幣換算された π の限界期待 (負) 効用に等しい。

また、被害の程度の変化に対する限界価値は

$$\frac{dM}{dA^*} = \frac{\pi V_{A^*}}{\pi V_{M^*} + (1 - \pi) V_{M^0}}$$

となる。すなわち、被害の程度 A^* の変化に対する限界的な支払い意思額 (WTP) は所得の限界効用の期待価値で貨幣換算された A^* の限界期待 (負) 効用に等しい (Freeman, 1995)。

ここで、オプション価格の概念を導入する。オプション価格 (OP) は被害が起こらないように状態を変化 (代替案の実行) させるための事前 (事象あるいは被害が生起する前) の最大支払い額である。 OP は以下のように定義される。

$$\begin{aligned} \pi \cdot V(M, A^*) + (1 - \pi) V(M, 0) \\ = V(M - OP, 0) \end{aligned}$$

オプション価格とオプション価値の関係は以下

のように表される。

オプション価格＝期待消費者余剰(S or CS or ES)+オプション価値

ただし、ここでS, CS, ESはそれぞれ消費者余剰(S: Consumers' Surplus)、補償余剰(CS: Compensating Surplus)、等価余剰(ES: Equivalent Surplus)である。

上式からわかるように、オプション価値は、人々がリスク下ではより慎重な行動をとるという仮説(危険回避行動仮説)に基づいている。例えば、健康を損なうかもしれないというリスクが存在すると人々はより健康に注意するようになるが、それでも健康を害するかもしれないという不安感がある。この不安感を貨幣単位で表現した値がオプション価値である。

4. 環境リスクの経済的評価の手法と分類

4. 1 環境の価値

環境の価値は利用価値と非利用価値からなると考えられている(表1参照)(萩原、1996)。利用価値は取水やレクリエーションなど実際に利用することに伴う価値である。一方、非利用価値としては、存在価値(環境が保全されて存在しているということへの満足)や遺贈価値(子孫へ環境を残そうということへの意志)があるとされている。

4. 2 環境リスクの経済的評価

人々の厚生は、財やサービス(私的財、公共財)の消費ばかりでなく、環境(資源)からの財やサービス(通常これらは非市場財である)の量や質にも依存している。これら財・サービスの変化が人々の厚生にどのような影響を与えるかがその経

済的価値を測る基礎となっている(萩原、1990; 萩原他、1993; 萩原他、1998)。

ここで、環境の量や質の変化による厚生変化を測るものとして、消費者余剰(S)、補償余剰(CS)、等価余剰(ES)がある。

これらを実際にどのように計測するかということから、環境の経済的評価手法は、(1)環境財と関係のある市場(代理市場)データを用いるもの、と(2)人々への直接質問によって評価を行うもの、と大きく分けられる。

また、環境リスクの評価を行う場合には、個人の意思決定環境が上述の3つのどれであるかによって評価手法は異なっていく。したがって、環境の価値の評価手法を上述の環境リスクの見方を考慮に入れて以下のように分類する(表2参照)。

(1) 環境財と関係のある市場(代理市場)データを用いるもの(顕示選好法: RP (Revealed Preference) データ)

① 費用節約法 (Cost Saving Method)

3.2.1モデルによる。環境質を生産要素のひとつとみなすと環境質の悪化は生産費用の増加などの悪影響をもたらす。

例えば、都市用水供給の場合には、水源の水質(原水)は生産要素の一つであり、水質の変化によって生産費用は変化する。水質が都市用水の生産において他の生産要素と完全代替財である場合には、原水水質の改善は生産要素投入費用の削減につながる。この費用節約額が水源の環境汚染(ある事象として水質汚染)を防ぐことによる水質改善効果の評価となる。

② 回避費用法 (Averting Expenditure Method)

表1 環境の価値

利用価値	実際の利用価値: レクリエーション, 取水など 直接的利用: 木材, レクリエーション, 医薬品, 居住, 利水など 間接的利用: 流域保護, 大気汚染の減少, ミクロの気象など オプション価値: 上述の将来の利用
非利用価値	存在価値: 環境が保全されて存在しているということへの満足 子孫へ環境を残そうということへの意志

表2 環境リスクの経済的評価手法

データの種類	行動の種類	
	実際の行動 (顕示選好データ：RP データ)	仮想的状態 (表明選好データ：SP データ)
直接的	費用節約法	仮想的市場法 離散的選択モデル法
間接的	回避費用法 旅行費用法 ヘドニック法 離散的選択モデル法 代替モデル法 一般選好指標モデル法	仮想的順位法 仮想的行動法 コンジョイント分析法 離散的選択モデル法

3.2.2モデルによる。水源での環境汚染による原水水質の悪化によって水道水に異臭味や不安を感じる人が多くなってきている。そのため、多くの人々が飲料水として湯冷ましやミネラルウォーターを利用している。このような行動は飲料水の水質悪化による悪影響を回避する行動とみなされる。この回避行動と水質が完全代替であれば、観察可能な回避行動から回避支出額を求め水道水質の経済的評価を行うことができる。

渇水による給水制限に備えて貯水槽を設置したり、浸水に備えて土嚢を準備するなどの行動は渇水や浸水というリスクを回避する行動とみなすことができる。

③ 旅行費用法 (Travel Cost Method)

3.2.1あるいは3.2.2モデルによる。人々が湖や河川を訪れるという場合を想定する。湖や川の水質の良し悪しは人々がそこでレクリエーション活動をしなければ何の価値もない（ここでは利用価値のみ考えている）。もしそうであれば、水質とそこへの訪問回数で測られるレクリエーション活動は弱い補完関係にある。湖や河川の水質の悪化（改善）による損害（便益）は、水質の悪化（改善）前と後のその場所への訪問の需要曲線（変数に水質を含む）の間の面積（消費者余剰の差）から求めることができる。

④ ヘドニック価格法 (Hedonic Price Method)

3.2.1モデルによる。このアプローチは居

住資産価値と環境条件の差に相関が認められる、例えば、きれいな空気という環境質は地価あるいは住宅価格に資本化される（キャピタリゼーション仮説）という点を根拠としている。すなわち、人々は環境のよい（例えば、きれいな空気、近くの水辺の水がきれい、浸水の心配がない、土壤汚染がない、など）住居を求めるであろうということから、改善前後の資産データを利用して環境リスクを測ろうというものである。

地価や住宅価格を被説明変数とし、これを説明する環境質（大気、水質、浸水の可能性、土壤の質、など）を変数とする市場価格関数を推定した上で、そのパラメータから環境質変化の評価をしようとするものである。

すでに、騒音、大気、水質、廃棄物、緑などのアメニティなどの環境質や社会資本（交通サービス、上・下水道サービス、河川の防災空間、公園などの空間）機能などにヘドニック価格法が適用され価値が計測されている。

このアプローチの適用については以下の条件に注意することが必要である。まず、上述のキャピタリゼーション仮説が成立する条件は、

- 1) 消費者の同質性（すべての消費者が同じ効用関数と所得を持つ）
- 2) 地域の開放性（地域間の移住は自由で移動コストは0）

である。

また、社会資本整備の便益の測定が可能と

なるのは、つぎのいずれか1つの条件が成立する場合である。

- 1) 社会資本整備プロジェクトが小さく、環境質や社会資本水準の変化が小さい。
- 2) 影響を受ける地域の面積が小さい。
- 3) 土地と他の財の間に代替性がない。

以上の条件はきついで、可能ならば③の旅行費用法などによる消費者余剰で行う方がよいとされている。

- ⑤ 離散的選択モデル法 (Discrete Choice Model Method) (萩原、1996; 萩原他、1993; 萩原他、1998a; 萩原他、1998b)。

3.2.1あるいは3.2.2モデルによる。この手法はランダム効用理論に基づいている。基本的には③の旅行費用法の発展型であり、以下に述べるCVMあるいはコンジョイント分析とも結合可能である。つまり、データとしては、RP (顕示選好: Revealed Preference) データとともにSP (表明選好: Stated Preference) データを用いることも可能である。

ランダム効用理論は、完全合理性の仮定に基づいてはいるが、ランダム項の解釈によって、人々の気まぐれを反映するものとなっている。

- ⑥ 代替モデル法 (Substitution Model Method)

3.2.3モデルによる。②で例示された回避行動 (私的被害対策) に加えて、政府は被害やその確率を減らすためになんらかの公共政策を実施するものとする。被害の程度を低下させる政策を「リスク低減政策」、被害の生起確率を小さくする政策を「リスク回避政策」と呼ぶ。

以下では、被害の生起確率を減少させた場合のリスク変化の価値を測るモデルを示す。

個人の効用は3. で示した効用関数で表されるものとする。

被害の生起確率は、被害対策の私的負担 R と公的負担 G によって決まるとする。

$$\pi = \pi(R, G)$$

また、被害程度 A も被害対策の私的負担 R

と公的負担 G によって決まるとする。

$$A = A(R, G)$$

個人は、所与の G のもとで期待効用を最大化する R を選択する。

$$\max E(U) = \pi(R, G) V[M - R, A(R, G)] + [1 - \pi(R, G)] V(M - R, 0)$$

これより、

$$\frac{dM}{dG} = - \frac{\pi_G}{\pi_R} = \frac{\partial R}{\partial G}$$

を得る。つまり、公的負担の限界の増加に対する個人の WTP は、 π の減少に対する私的負担と公的負担の限界生産性の比、または R と G の限界代替率に等しい。したがって、観察可能である $\pi(R, G)$ が分かれば WTP を求めることができる。

- (2) 人々への直接質問によって評価を行うもの (表明選好法: SP (Stated Preference) データ)

- ① 仮想的市場法 (CVM: Contingent Valuation Method) (仮想的順位法 (CRM: Contingent Ranking Method)、仮想的行動法 (Contingent Activity Method) などを含む。

3.2.1、3.2.2および3.2.3モデルのいずれにも該当する。

この方法では、非市場財、すなわち、実際の市場で取引されない財やサービスの貨幣評価を個人に質問する。例えば、環境リスクを削減することに対して個人がどれだけ支払うかが表明されるような市場 (仮想的市場) をつくる。そして、ある特定の場所での水泳や釣りができるようになるような環境リスクの削減案に対する評価を個人に尋ねる。例えば、以下のような質問をする。

- 1) 環境汚染が削減され、水泳が可能となるような水質に改善されると想定する。この環境汚染削減策に対してどれだけ支払う意思がありますか (CS)。
- 2) 環境汚染削減策が行われないと想定する。このとき、削減策が実行され水質が改善された後と同じくらいの満足を得るため

には最低限どれだけの補償が必要ですか (ES)。

② コンジョイント分析法 (Conjoint Analysis Method)

3.2.1、3.2.2および3.2.3モデルのいずれにも該当する。

これは、様々な属性別に人々の選好を評価する手法の総称である。(2)①の仮想的順位付け法とほぼ同じ手法であるが、より明確に多属性を扱う。

なお、SPデータによる方法に関しては、バイアスの存在などさまざまな問題点が指摘されており (萩原、1996 ; Hausman, 1993)、その解決のため様々な提案が行われている (Bateman et al., 1999)。したがって、その使用にあたっては十分な注意が必要である。また、RPデータが利用可能な場合にはできるだけRPデータを用いる方法の適用を考えるのが望ましい。

5. 完全合理性の限界とリスクの経済的評価

5. 1 完全合理性の限界

3. では個人の行動が完全合理性を有していることを前提とした期待効用理論に基づいていた。完全合理性の仮定では、つぎのような人間を想定することになる。

- (1) 完全なる情報の保有者 (あらゆる可能な行為の選択肢、およびそれらの行為の結果に対する効用の知識をもつ、不確かな状況のもとでは、事象の生起確率を知るものとする) であり、さらに、
- (2) 行動選択の際に、すべての選択対象に対して、再帰性 (同じ対象に対しては常に同一の順序を付ける)、完全性 (すべての対象を順序づけできる)、推移性 (対象AはBより選好される、かつ、BはCより選好されるときAは必ずCより選好される) を有する選好順序を付けることができる、というものである。

フォン・ノイマンとモルゲンシュテルン (VMN) は、上述の合理性の仮定を受け入れるならば、人々

の選好が、期待効用が最大となる選択肢を選ぶことに等しいことを明らかにした。

意思決定においては長い間、完全合理性に基づく効用最大化が考えられてきた。しかし、実際の人間の選択においては、実験経済学や認知心理学上の知見から、リスク下の選択や確率判断において完全合理性の仮定に反するシステマティックなバイアスが存在することが知られている。

これまで、完全合理性を仮定した効用理論だけでは十分に記述できない現象が多く心理学者から示された。すなわち、人々の行動はかなり合理的な側面を有しているが、このようなモデルに当てはまらない行動が非常に多い、というものである。たとえば、コイン投げで連続して表が出たとき、多くの人は次も表が出る確率を過小評価してしまうような「ギャンブラーの誤信」、現在の状態やこれまでの経緯は特別扱いされる「代表性効果」、などが心理実験によって示されている。さらに、アレのパラドックス (確実な利得を不確実な利得よりもきわめて高く選好する) やエルスバークのパラドックス (人々はいまいさを避けようとする) など期待効用理論や主観的期待効用理論では説明できない現象も示されている。

また、人々が意思決定問題に直面した場合、その問題を心理的にどのように解釈するかが人々の意思決定の結果に大きな影響を与える。まったく同じ意思決定問題を与えられ、各選択肢の客観的特徴が全く同じでも、その問題の心理的な構成のしかた (フレーミング) によって結果が異なることがある (フレーミング効果あるいは心的構成効果) (Rubinstein, 1998)。

さらに、人間は意思決定に際し、情報処理能力の制約 (この意味で限定合理性 (bounded rationality)) から、あらゆる可能性を網羅して考慮したり、すべての選択肢を評価して決定を行うことはできないために、目的関数を「最大化」するかわりに「満足化」したりするものである。カーネマンとトヴェルスキーは完全合理性に対して、「簡便法的合理性 (heuristic rationality)」を提唱した。合理性の限界は、視野や計算など「認知能力の限界」、効用最大化を唯一の規範とする

ことに対する「動機の限界」、モデル設計者の「観察能力の限界」など、様々な側面から考えられる。

以上の知見に基づき、選択主体およびモデル設計者の能力や合理性には限界があるとする限定合理性の立場で選択行動のモデル化が試みられている。例えば、消費者行動理論やゲームの理論などにおいて、従来の期待効用最大化問題の仮定を緩める、確率項を導入する、情報集合を明示する、などの手法が試みられている。

5. 2 一般選好指標モデル (General Index of Preferences Model)

期待効用関数を任意の選好指標に拡張する場合を考えよう (Freeman, 1995; Kahneman et al., 1979)。

3. で示した代替モデルの場合、リスク変化の限界的価値を表す最終式において間接効用関数がキャンセル・アウトされるため、VNM型期待効用関数ではなく任意の選好関数を仮定してよいことになる。

任意の選好関数を、つぎのように表す。

$$I = f(M, A, \pi)$$

また、ここでは生起確率を

$$\pi^* = \pi(R, G)$$

と表す。

これより、以下の関係を得る。

$$\frac{dM}{dG} = - \frac{f_{\pi^*} \pi^*_G}{f_{M^*}} = - \frac{\pi^*_G}{\pi^*_R}$$

つまり、リスクを減少させる公的負担への限界的

WTPは、私的負担によるリスク減少と公的負担によるリスク減少の限界代替率に等しい。

以上のように、リスク変化による厚生の変化を測る一手法として、リスク削減または回避のための私的・公的な市場行動のトレード・オフを用いて経済的評価を導出するモデルを示した。本モデルでは、効用関数のキャンセル・アウトにより従来のように関数型に強い制約を受けずリスクに対する個人の自己防衛消費および政府の公共投資が観察できさえすればよいことから、様々な都市環境におけるリスクの評価に適用可能であると思われる。

6. 都市用水の環境汚染リスク評価

図2に基づいて都市用水利用における環境汚染リスクをとらえてみよう。

都市用水に関わる危険事象としては、その発生場所として、原水、処理過程、配水過程、個別配水管、などがあげられる。原水を取水する水源へは社会経済活動によるさまざまな汚染物質（クリプトスポリジウムなど）が流入している（図3参照）。

処理過程では、塩素の使用によるトリハロメタンの発生や誤操作などがあろう。また、配水管では、配水管の損傷などにより汚染物質の流入、さらには、個別配水管の老朽化による汚染物質の流入などが考えられる。これらの生起する確率が図1での危険事象の生起確率である。

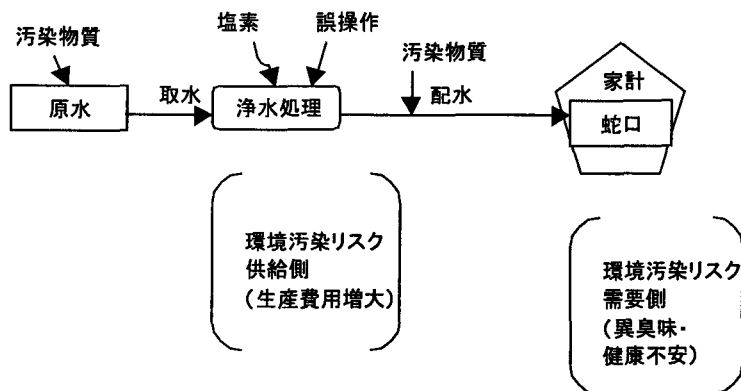


図3 都市用水の利用過程

以上のような汚染物質が各段階で流入あるいは発生したとして、それが被害客体としての消費者にどのような結果をもたらすかは、被害の生起確率および被害の程度による。

一方、都市用水の場合に関わる危険事象の生起確率、さらには被害の生起確率や被害の程度を減少させるためには、社会経済活動へのさまざまな規制や都市基盤の整備のような広範囲の対策から原水処理の高度化、個別配水管を含む配水管の維持管理の徹底のような対策も含まれる。

また、行動主体としては、国をはじめとして都市用水を供給する地方公共団体が当然ながら挙げられる。ただ、都市用水の場合には、以下で述べるように最終的な消費者による行動を見逃すわけにはいかない。

以上より、都市用水における環境汚染リスクの経済的評価を行うためには、原水の水質改善による供給側および需要側での効果および浄水処理過程における水質改善の効果ならびに配水過程の改善による効果を考慮することが必要となる。ただし、配水過程に関しては本稿では扱わない。

6. 1 環境汚染リスク評価－費用節約法および回避費用法による－(萩原他、1993；Hagihara et al., 1990)

6. 1. 1 費用節約法の適用

上述したように、原水が環境汚染によって悪化した場合、浄水場では塩素の投入、活性炭の使用など、さまざまな処理が行われている。したがって、水質の改善によって、塩素使用量の削減につながれば、単位生産量あたりの費用節約額を求めることができる。すなわち、水質が Q_1 から Q_2 へと変化した場合に生産費用の変化額は次式で与えられる。

$$\Delta C = \int_{Q_1}^{Q_2} \frac{\partial C}{\partial Q} dQ$$

そこで、琵琶湖を水源としている滋賀県の3つの浄水場のデータを用いて、浄水費用関数を導出した。なお、原水水質はさまざまな項目（過マンガン酸カリウム消費量、濁度、臭気など）で表されているが、ここでは環境汚染との関連のある過

マンガン酸カリウム消費量を水質の指標として用いた。

得られた費用関数を用いて過マンガン酸カリウム消費量で表される水質が2.0ppm改善されると、費用節約額は2.04円/㎡となる。なお、化学的物質の投入は都市用水の生産において水質の完全代替財ではないので、この額は水質改善による真の便益の過小評価となっている。

6. 1. 2 回避費用法の適用

家庭へは、浄水場から水道法に定められた厚生省の水質基準を満たす水道水が供給されている。しかし、環境汚染の進行により水道水に異臭を感じている人々が多く、臭いを除くためにさまざまな行動（異臭回避行動）がとられている。したがって、上述の回避費用アプローチによって、人々の水道水に対する支払い意思額を求めることが可能である。

人々の効用関数 U が水を含む財と水道水の水質から成るとき、この水質 Q に対する支払い意思額 p_Q は以下の式で表される。

$$p_Q = p_i \left[\frac{\partial U}{\partial Q} / \frac{\partial U}{\partial x_i} \right]$$

ただし、 p_i は財の価格、 x_i は財の消費量である。

ここで、消費者の水利用の際に水消費量と水質が他の変数（他財の消費量）から独立であると仮定すると、消費者の支払い意思額は以下のように求められる。

$$p_Q = p_2 \frac{c}{1-c} \left[\frac{Q}{x_2} \right]^{-1/\sigma}$$

ただし、 p_2 は回避行動の価格、 c は定数、 x_2 は回避行動、 σ は回避行動と水質の代替の弾力性である。

さらに回避行動と水質が完全代替であれば、上式は

$$p_Q = p_2 \frac{c}{1-c}$$

となり、観察可能なデータから計算される。

6.1.1と同じく琵琶湖から導水している浄水場から水の供給を受けている大津の住民を対象に水道水利用に関するアンケート調査を行った。調査

は、異臭味を感じる頻度、異臭味に関するさまざまな行動（回避行動）について行った。ここでの異臭味は必ずしも環境汚染リスクを意識していることを表すものではない（調査時点では、異臭味を人の生命の安全や健康に望ましくない結果をもたらすものとは考えていなかった）。しかし、人々が安全を意識して回避行動をとっていることが明らかにされれば、回避費用法によって、都市用水の需要側での環境汚染リスクの評価は可能である。

得られたデータから、各回避行動と水質（異臭味）の関連は有意と判定された。人々は異臭味を感じないときには、回避行動をとらないとすると、回避支出は水質改善の便益とみなせる。異臭味を感じて回避行動をとっているものを環境汚染リスクを意識しての行動とみなせば、アンケートから回避行動の割合および各回避行動の価格より、総回避支出額を求めることができる。大津市の場合、総回避支出額は11.1億円となった。

なお、アンケート調査の結果からほとんどすべての人々は水道水の水質に対する回避行動は十分ではないと思っている。すなわち、人々は回避行動が水質に対して完全代替とはみなしていないことになる。したがって、回避支出の削減は水質変化による便益を過小評価することになる。

6. 1. 3 環境汚染リスク削減の便益

琵琶湖の環境汚染リスクが削減される（原水水質や家庭での水道水の水質の改善で表される）ときの便益は以下ようになる。

供給側（浄水場）では、40.8億円/年となり、需要側（家庭）では下流の住民数を考慮すると、200億円/年となる（1980年時点）。

6. 2 水道水質リスク評価—一般選好指標モデル法による（朝日他、1999）

6. 2. 1 水質リスクと水質管理

健康や快適さを阻害する水質リスクは、水道水質の悪化によって利用者が受ける被害の生起確率と被害の程度の積で定義される。

水質基準は、水質に影響を与える事象が危険事

象であるか否かを判断するための指標であり、健康項目・水道水が有すべき性状に関連する項目・快適水質項目・監視項目が定められている。中心となる健康項目は健康影響（慢性毒性、発ガン性）を持つ物質について、WHOの水質基準設定に準じ、発ガン性リスクレベルが 10^{-5} 程度になるような濃度に設定されている。これは、1日2リットルの飲料水を70年間にわたって飲用し続けると、10万人に1人の割合で発ガンするリスクレベルである。

近年では、環境汚染による水質リスク意識の高まりを受けて、より安全な基準の達成や基準外のリスクへの対応を視野に入れた高度浄水処理施設の導入が始まっている。

6. 2. 2 評価の導出

一般選好指標モデルを用いて水質リスクの経済的評価を導出する。ここでは、水質リスク（の生起確率）を「発ガン率」とし、公的負担として発ガン率に直接寄与する総トリハロメタンを処理する高度浄水処理投資を、私的負担として個人が水道水の代替とする市場財の購入額を想定した。初めに、リスクに関する水道水の代替財を把握するために、水道水と代替市場財の選択行動に関する予備的なアンケート調査を行い、次にモデルを設定し評価を試算した。

東京都立大学の学生201名を対象に行った飲料水選択行動と水質リスクに関する予備的意識調査の結果、安全性（リスク）が飲料水の選択にあたって1規定要因として存在すること、水道水に対するリスク認知は他の選択肢に対するリスク認知よりも高いこと、ミネラルウォーター・清涼飲料水類・浄水器が水道水の代替財と考え得ることが示された。

ついで、水質リスクについて前節で示した一般選好指標を定義する。ここでは、 A^* は発ガン事象（一定）、 π は発ガン率（ここでは、生起確率は個人への情報として与えられている数値を用いた）、 R は水道水の代替財の購入費用、 G は高度浄水処理投資額とする。

以上より、発ガンリスクを減少させる高度浄水

処理投資に対する個人の限界的WTPとして年間約235,166円が得られた。

ただし、この値を求めるために用いられた調査は予備的なものであり、高度浄水処理水の供給を受けている住民を対象として行うことが必要である。また、被害内容や被害程度の認知やその主観的生起確率をどのように把握するか、などに関してさらなる検討が必要である。

6. おわりに

都市環境リスクの評価手法を考えるに際して、まずリスクの定義を行った。ついで、意思決定環境を考慮に入れて、環境リスクの評価モデルを提示した。

リスク評価の多くは期待効用理論の枠組みで考えられていた。しかし、不確実性下の意思決定に際して、主として心理学分野から期待効用理論が依拠する完全合理性を満たさない事例が数多く示されている。

したがって、本稿では完全合理性の仮定に依存しないより一般的なモデルにより都市用水利用における環境汚染リスクの評価を示した。

しかし、被害内容および程度がどのように認知されているか、また、それらに関する主観的生起確率をどのように把握するのか、などが今後の課題として残されている。

引用文献

- 朝日ちさと・萩原清子「都市環境におけるリスク評価に関する一考察—水道水の場合」、『環境システム研究』Vol.27, p.395-401, 1999.
- Bateman I.J. and Willis, K.G., *Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developing Countries*, Oxford, 1999.
- Earl, P.E. and Kemp S., *The Elgar Companion to Consumer Research and Economic Psychology*, Edward Elgar, 1999.
- Freeman III, A.M., "Evaluating Changes in Risk and Risk Perceptions by Revealed Preference", *The Handbook of Environmental Economics*, Ch.27,

1995.

Hagihara, K. and Hagihara Y., "Measuring the benefits of water improvement in municipal water use: the case of Lake Biwa", *Environment and Planning C: government and Policy*, 8, pp. 195-201, 1990.

萩原清子『水資源と環境』勁草書房, 1990.

萩原清子・萩原良巳「水質の経済的評価」、『環境科学会誌』第6巻, p.201-213, 1993.

萩原清子「環境の評価—特に水環境を中心として—」, 『水資源研究センター研究報告』第16号, 京都大学防災研究所, 1996.

萩原清子「総合的な都市経済研究」, 『総合都市研究』第60号, p.89-98, 1996.

萩原良巳・萩原清子・高橋邦夫『都市環境と水辺計画』勁草書房, 1998.

萩原清子・萩原良巳・張昇平・清水 丞「都市域の水辺の環境評価」, 『応用地域学研究』第3号, p.133-141, 1998.

Hanley, N., Shogren, J.F. and White, B., *Environmental Economics: In Theory and Practice*, Macmillan, 1997.

Hausman, J.A. ed., *Contingent Valuation: A Critical Assessment*, North-Holland, 1993.

市川伸一編『認知心理学』東京大学出版会, 1996.

池田三郎・盛岡通「リスクの学際的定義」, 『リスク研究学会誌』Vol.5, No.1, p.14-17, 1993.

Kahneman, D. and Tversky, A., "Prospect Theory: An Analysis of Decision under Risk", *Econometrica*, Vol.47, 1979.

Niels C. Lind "A National Standard for Risk Analysis", *Risk Abstract*, Vol.9, No.2, p.1-3, 1992.

岡田憲夫「災害のリスク分析的見方」, 土木学会・土と構造物委員会『土と防災』講習会テキスト, 1985.

岡本浩一『リスク心理学入門』サイエンス社, 1992.

Rubinstein, A., *Modeling Bounded Rationality*, The MIT Press, 1998.

酒井泰弘「経済学は不確実性をどう扱ってきたか」, 『経済セミナー』日本評論社, p.22-29, 1997.

Key Words (キー・ワード)

Urban Environmental Risk (都市環境リスク), **Decision Making under Uncertainty** (不確実性下の意思決定), **Bounded Rationality** (限定合理性), **Economic Valuation of Environmental Risk** (環境リスクの経済的評価)

Economic Valuation of Urban Environmental Risk

Kiyoko Hagihara*

*Center for Urban Studies, Tokyo Metropolitan University
Comprehensive Urban Studies, No.70, 1999, pp.79-93

Economic valuation of urban environmental risk is considered in this paper.

Firstly, urban environmental risk is defined as a measure of the probability and/or severity of the adverse effects to the urban environment that is defined by three levels, i.e., security and safety, comfortable and affordable welfare.

Secondly, the individual preference under uncertainty is divided into three situations, i.e. (1) the environmental quality is appeared in the individual preference function; (2) the severity of the adverse effects is appeared in the individual preference function; (3) both the severity and the probability of adverse effects are appeared in the individual preference function. Then three basic models are shown corresponding to these three situations.

Thirdly, the methods of environmental risk valuation are classified by two criteria, that is, revealed preference data or stated preference data and direct method or indirect method. As for the decision making under uncertainty, anomalies are presented especially from the psychological research recently. So, the general index of preference model that is independent from the premise of perfect rationality, is shown.

Finally, three types of economic valuation on risk of water pollution in urban water use are shown. Two methods of which are based on traditional one, and the other method is based on the general index preference model.